

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

**Fatores que influenciam o uso do habitat do gato-maracajá
(*Leopardus wiedii*) em uma área de várzea da Amazônia central**

Orientador: Emerson Monteiro Vieira / emvieira@unb.br

Candidato: Diogo Maia Gräbin / diogo_grabin@yahoo.com.br

Nível/Ano de ingresso: Mestrado / 2019

Ilhéus 06/12/2019

RESUMO

Ações de conservação podem ser limitadas, ou até mesmo equivocadas quando faltam informações ecológicas básicas sobre as espécies. O gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) é um dos felinos brasileiros menos estudados, potencialmente devido ao seu comportamento elusivo e por ser raramente registrado, mesmo em áreas confirmadas de sua ocorrência. Áreas de várzea podem ser de especial relevância para a conservação da espécie e apresentam potencial para estimativa de parâmetros ecológicos inéditos para a mesma, conforme dados preliminares indicam que o gato-maracajá parece ocorrer em densidades relativamente elevadas nas várzeas da planície de inundação do rio Amazonas. Ao mesmo tempo, grande parte da população humana da Amazônia está associada às várzeas, o que pode representar uma ameaça a esses ecossistemas. Este estudo pretende apontar os principais fatores que influenciam o uso do habitat, ou seja, a distribuição espacial não aleatória e associada a características particulares do ambiente, do gato-maracajá na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazônia central. Serão utilizados dados de presença-ausência de gato-maracajá obtidos em 87 estações de armadilhas fotográficas e análises de modelagem de ocupação. Como variáveis com potencial influência no uso do habitat da espécie na área de estudo, serão avaliados fatores bióticos ambientais (três principais fisionomias vegetais presentes na área), abióticos ambientais (distância de corpos d'água) e antrópicos (distância de comunidades ribeirinhas). A presente proposta visa gerar informações que contribuam para uma maior compreensão da ecologia do gato-maracajá, além de auxiliar na seleção de áreas prioritárias, aprimorando assim a tomada de decisões para sua conservação.

Palavras-chave: Felinos neotropicais, Parâmetros ecológicos, Armadilhas fotográficas, Modelagem de ocupação, Áreas alagadas, Bacia amazônica.

INTRODUÇÃO

Informações sobre a distribuição das espécies e suas relações com o habitat expandem nosso conhecimento ecológico e são úteis na elaboração e monitoramento de ações de manejo (GUISAN et al., 2013). Entender os fatores que determinam que dada espécie ocupe determinado habitat é útil na seleção de áreas prioritárias para sua conservação (NEWBOLD et al., 2004).

As espécies da ordem Carnívora apresentam elevada importância ecológica nas comunidades biológicas, exercendo função reguladora sobre a abundância de presas e competidores (RIPPLE et al., 2014). Apesar da maioria das espécies de carnívoros serem de pequeno porte, a maioria dos estudos foca em espécies de grande porte, resultando em lacunas de informações ecológicas básicas para os animais menores, havendo carência de informações sobre distribuição e relações espécie-habitat (ROEMER et al., 2009). Aspectos ecológicos destas espécies fazem com que os carnívoros sejam, de forma geral, sensíveis às transformações antrópicas (CROOKS et al., 2011).

Uma espécie de pequeno porte que se enquadra nesse contexto de escassez de

informações e potencial de ameaça é o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*). Esse felino neotropical, com distribuição do Uruguai e Argentina até o México, é globalmente classificado como quase ameaçado (DE OLIVEIRA et al., 2015) e nacionalmente considerado vulnerável (MMA, 2003). Por apresentar hábitos arborícolas, essa espécie é especialmente sensível ao desmatamento, tendo como principais ameaças a perda e fragmentação de habitats, mas também caça direta e doenças transmitidas por animais domésticos (TORTATO et al., 2013).

Para o gato-maracajá, a Amazônia é apontada como altamente relevante para sua conservação (DE OLIVEIRA et al., 2015). Esse bioma representa um refúgio onde inúmeras espécies neotropicais mantêm populações abundantes e amplamente distribuídas (WITTMANN et al., 2016). Muitas dessas espécies são particularmente associadas às planícies inundáveis sazonalmente pelas “águas-brancas” ricas em nutrientes, durante o pulso de inundação do rio Solimões/Amazonas (RABELO et al., 2019). Essas planícies, conhecidas como várzeas, compreendem cerca de 2,6% da Amazônia. A facilidade logística e a elevada produtividade das várzeas fazem com que grande parte da população humana da Amazônia viva associada a esses ambientes (GOULDING et al., 1996), o que pode representar ameaça à conservação desses ecossistemas.

Dentre as prioridades apontadas para a conservação do gato-maracajá estão estudos sobre parâmetros ecológicos, como relações de uso do habitat (DE OLIVEIRA et al., 2015). A fitofisionomia (WANG et al., 2019), distâncias de corpos d’água e de ocupações humanas (TAN et al., 2017) são capazes de determinar o uso do habitat por felinos (SOLLMANN et al., 2012). Entender como essas variáveis influenciam uma espécie ameaçada e carente de informações ecológicas é essencial para planejar estratégias para sua conservação, especialmente em uma área relevante para suas populações (TAN et al., 2017). Felinos silvestres costumam apresentar densidades naturalmente baixas e comportamento elusivo (SUNQUIST et al., 2017). Em função disso, é crescente o uso de armadilhas fotográficas em trabalhos sobre o grupo (KARANTH et al., 2009). Em investigações sobre o uso do habitat, a associação dessa técnica à modelagem de ocupação tem sido um método bem-sucedido (ROVERO et al., 2016).

OBJETIVOS

O principal objetivo do presente trabalho é avaliar como fatores ambientais e antrópicos influenciam o uso do habitat do gato-maracajá em uma área de várzea da Amazônia central. Para isso, os objetivos específicos são:

- 1) avaliar como a probabilidade de detecção de gato-maracajá é influenciada pelo uso de atrativo de cheiro e pelo esforço amostral;
- 2) investigar como a ocorrência do gato-maracajá é influenciada por fatores bióticos ambientais, como proporção de diferentes fisionomias vegetais na área de estudo;
- 3) verificar o quanto a ocorrência do gato-maracajá é influenciada por fatores abióticos ambientais, como a distância de corpos d’água;
- 4) avaliar a influencia de fatores antrópicos, como a distância de comunidades ribeirinhas, na ocupação de áreas de várzea pelo gato-maracajá.

Testaremos as hipóteses de que a detecção da espécie é positivamente relacionada ao uso de atrativo de cheiro e ao esforço amostral (GERBER et al., 2012, WANG et al., 2019).

Também testaremos as hipóteses de que o uso do habitat pelo gato-maracajá na área de estudo é positivamente relacionado com vegetação baixa e densa (HODGE, 2014; TORTATO et al., 2013) e com a proximidade da água (WANG et al., 2019), e negativamente relacionado à pressão antrópica (DE OLIVEIRA et al., 2015).

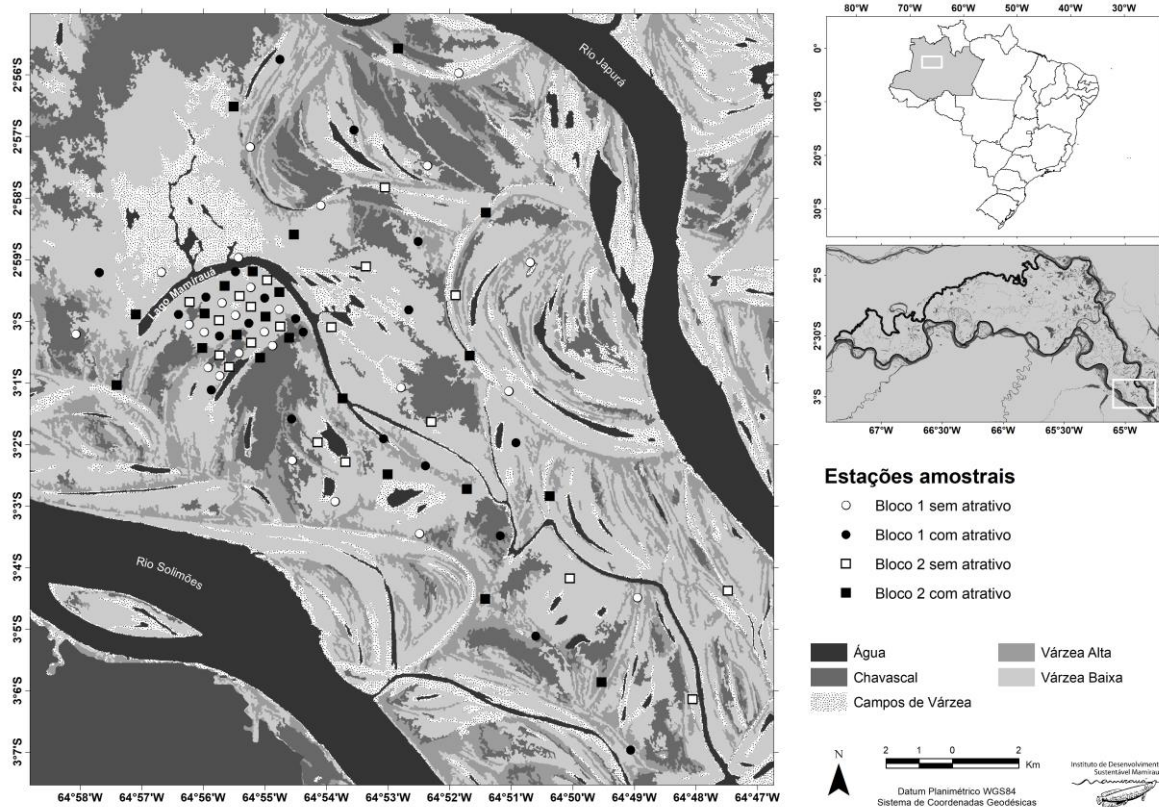
METODOLOGIA

Área de estudo

Este estudo será realizado no entorno do lago Mamirauá, porção sul da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM). A RDSM está localizada na Amazônia Central, no interflúvio dos rios Japurá e Solimões, estado do Amazonas (2° 59' 54,29" S, 64° 55' 28,71" O) (Fig. 1). Com 1.124.000 hectares de várzea sujeitos anualmente a uma inundação que varia de 10 a 15 m, toda a reserva permanece alagada durante 4 a 5 meses por ano (FERREIRA et al., 2015; RAMALHO et al., 2009). A estação seca se estende de setembro a novembro e a cheia de maio a julho (RAMALHO et al., 2009). O clima local é tropical úmido com médias de temperatura mensal de 26°C e precipitação anual de 2.373 mm, com maior parte da precipitação ocorrendo entre dezembro e maio (AYRES, 1993).

A várzea da RDSM apresenta três principais fisionomias vegetais. As várzeas altas apresentam árvores de maior porte, dossel de maior altura, sub-bosque ausente ou pouco desenvolvido e são, de forma geral, estruturalmente mais semelhantes à vegetação não inundada (i.e., terra firme), ficam em terrenos mais elevados, que permanecem alagados de 2 a 4 meses por ano a uma profundidade que varia de 1 a 2,5 m (AYRES, 1993). As várzeas baixas apresentam árvores menores, dossel mais baixo, sub-bosque mais desenvolvido e ocorrem em áreas que permanecem alagadas de 4 a 6 meses por ano a uma profundidade de até 5 m (AYRES, 1993). Os chavascals são áreas pantanosas, com vegetação baixa e grande presença de arbustos e lianas, ocupando áreas que ficam alagadas de 6 a 8 meses por ano, com 6 a 7 m de profundidade (AYRES, 1993).

Figura 1. Localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, indicando a localização das estações amostrais dos blocos 1 e 2, com e sem atrativo de cheiro, que operaram entre 29 de outubro de 2015 e 12 de janeiro de 2016. As 46 estações amostrais do bloco 1 operaram antes, e ficaram ativas por 31-39 dias (média 32,91 dias), já as 41 estações do bloco 2 operaram imediatamente em seguida, por 32-45 dias (média 38,27 dias).



Coleta de dados – Armadilhas fotográficas

87 estações de armadilhas fotográficas foram estabelecidas em uma área de 217,44 km² (calculado por Mínimo Polígono Convexo) (Fig. 1). Destas, 54 estações foram distribuídas sistematicamente com espaçamento médio de 1,7 km e fizeram parte do monitoramento populacional de onça-pintada (*Panthera onca*) realizado pelo Grupo de Pesquisa em Ecologia e Conservação de Felinos na Amazônia do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. Além destas estações, foi implementada uma grade com 33 estações amostrais adicionais, com espaçamento médio de 500 m (nesta grade de estações), visando a estimativa da densidade populacional de gato-maracajá na área (SUN et al., 2014). A amostragem ocorreu entre 29 de outubro de 2015 e 12 de janeiro de 2016, totalizando 76 dias de amostragem. Por motivos logísticos, a amostragem se dividiu em dois blocos de amostragem (ROVERO et al., 2013) (Fig. 1). As 46 estações amostrais do primeiro bloco operaram antes, e ficaram ativas por 31-39 dias (média 32,91 dias), já as 41 estações do segundo bloco operaram imediatamente em seguida, por 32-45 dias (média 38,27 dias).

Cada estação amostral foi constituída por um par de armadilhas fotográficas (modelo PC800 HyperFire Professional Semi-Covert IR, Reconyx Inc., Holmen, Wisconsin) instaladas uma de frente para a outra, distantes aproximadamente 4 m, a uma altura de cerca de 30 cm do solo. As armadilhas foram programadas para captar uma foto por segundo enquanto o animal permanecesse em frente às armadilhas fotográficas. Em 43 estações amostrais houve o uso de atrativo de cheiro, 21 do bloco 1 e 22 do bloco 2 (Fig. 1). A determinação das estações que receberam os atrativos foi aleatória. Os atrativos consistiram em uma mistura de sardinhas enlatadas e ovos, acondicionados em uma lata posicionada no

solo, no centro da estação e indisponível para o consumo pelos animais (ROCHA et al., 2016).

Variáveis da detecção - atrativo de cheiro e esforço amostral

Para avaliar a influência do atrativo de cheiro sobre a probabilidade de detecção da espécie, serão utilizados os dados de presença e ausência do atrativo em cada estação amostral.

Para investigar como o esforço amostral altera a probabilidade de detecção do gato-maracajá em áreas de várzea, serão utilizados dados referentes ao tempo em que cada estação amostral permaneceu ativa.

Fatores bióticos ambientais - fisionomias vegetais

Será utilizado um mapa com dados vetoriais de vegetação já disponível para a região (FERREIRA et al., 2015). Através do programa QGIS 2.18.9 (QGIS Development Team, 2017), no entorno de cada estação amostral serão criados buffers de 100, 300, 500, 700 e 1.000 m de raio, a fim de obter as áreas das diferentes fisionomias vegetais avaliadas, em diferentes escalas. A área de cada fisionomia vegetal, nos diferentes tamanhos de buffer, será testada como uma covariável do sítio (TAN et al., 2017; WANG et al., 2019).

Fatores abióticos ambientais - distância de corpos d'água

Será elaborado um mapa de dados matriciais (raster com resolução de 30 m) referente à distância do corpo d'água (lagos, canais ou rios) mais próximo.

Posteriormente, serão criados buffers de 100, 300, 500, 700 e 1.000 m de raio ao redor de cada estação amostral. Será calculada a média dos valores dos pixels presentes em cada tamanho de buffer. Essas médias de valores dos pixels serão utilizadas para representar a distância da estação amostral em relação aos corpos d'água, e serão testadas como covariáveis do sítio (MAYOR et al., 2009; TAN et al., 2017; WANG et al., 2019). Para todos esses procedimentos será utilizado o programa QGIS 2.18.9 (QGIS Development Team, 2017).

Fatores antrópicos - distância de comunidades ribeirinhas

O programa QGIS 2.18.9 (QGIS Development Team, 2017) será utilizado para elaborar um mapa de dados matriciais (raster com resolução de 30 m) referente à distância da comunidade ribeirinha mais próxima.

Posteriormente, serão criados buffers de 100, 300, 500, 700 e 1.000 m de raio ao redor de cada estação amostral. Será calculada a média dos valores dos pixels presentes em cada tamanho de buffer. Essas médias de valores dos pixels serão utilizadas para representar a distância da estação amostral em relação às comunidades ribeirinhas, e serão testadas como covariáveis do sítio (MAYOR et al., 2009; TAN et al., 2017; WANG et al., 2019).

ANÁLISE DOS DADOS

Os dados serão analisados utilizando modelos de ocupação “single-species” e

“single-season” e selecionados pela máxima verossimilhança (BURNHAM et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006). Essa abordagem permite estimar a probabilidade de um local ser ocupado por determinada espécie quando sua detecção é imperfeita, ou seja, quando sua probabilidade de detecção é menor que 1. Desta forma, a não detecção da espécie pode resultar tanto de sua real ausência em um dado local como também do fato não termos sido capazes de registrá-la. Obtendo informações de ocorrência da espécie alvo nas diversas estações amostrais repetidas vezes, é possível estimar a probabilidade de detecção (p) com maior refino, o que permite então avaliarmos a probabilidade de, em um local onde a espécie não foi registrada, ela de fato estar presente, mesmo não tendo sido detectada. Através desse procedimento, podemos estimar a probabilidade de ocupação (ψ) da espécie reduzindo os erros oriundos da detecção imperfeita. Porém, é esperado que características locais influenciem a ocupação e a detecção. Assumindo que não há mudanças na ocupação durante o período das visitas (“ocupação fechada”) e utilizando características locais como covariáveis, é possível modelar variações espaciais tanto na probabilidade de detecção como na de ocupação. Adicionalmente, é possível apontar quais covariáveis são mais importantes para determinar a ocupação da espécie e assim gerar informações a respeito de relações da espécie com o habitat (MACKENZIE et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006; TYRE et al., 2003).

Os registros fotográficos serão utilizados para criar históricos de captura binários (0 = ausência, 1 = presença) de gato-maracajá por visita para cada estação amostral (MACKENZIE et al., 2002). Acreditamos que a duração da amostragem de 76 dias não irá infringir a premissa de “ocupação fechada” (ROTA et al., 2009; WANG et al., 2019). Visando uma maior independência temporal entre as detecções de gato-maracajá e uma maior probabilidade geral de detecção, os quais favorecem a convergência do modelo, os dias de amostragem serão colapsados (DILLON et al., 2007; WANG et al., 2019). Será selecionada a duração de ocasião amostral com o número de dias que permitir o menor descarte de registros de gato-maracajá concomitantemente à geração de um modelo mais robusto (TAN et al., 2017; WANG et al., 2019).

Seleção das variáveis de detecção

As influências do atrativo de cheiro (GERBER et al., 2012) e do esforço amostral (WANG et al., 2019) sobre a probabilidade de detecção do gato-maracajá na área de estudo serão avaliadas. Caso ambas covariáveis influenciarem a probabilidade de detecção da espécie, serão utilizadas simultaneamente tanto na seleção das covariáveis de ocupação para construir o modelo global, como também na seleção do melhor modelo para modelagem final da ocupação da espécie (MACKENZIE et al., 2006). Quatro modelos serão testados para avaliar a influência do atrativo de cheiro (modelo 1: $\psi(\cdot)p(\text{ATRATIVO})$), do esforço amostral (modelo 2: $\psi(\cdot)p(\text{ESFORÇO})$) e de ambos (modelo 3: $\psi(\cdot)p(\text{ATRATIVO}+\text{ESFORÇO})$) na probabilidade de detecção (p) de gato-maracajá na área de estudo, comparando-os com o modelo nulo para detecção $p(\cdot)$ e utilizando o modelo nulo para a ocupação $\psi(\cdot)$ (modelo 4: $\psi(\cdot)p(\cdot)$). Todos os modelos com as covariáveis da detecção serão comparados com o modelo nulo (probabilidade de detecção constante, sem haver influência por qualquer variável) através de seus AICc's (Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras) (BURNHAM et al., 2002). O AIC é uma abordagem que permite comparar a importância relativa de modelos na análise de dados empíricos utilizando a máxima verossimilhança e penalizando os modelos conforme parâmetros são incluídos.

Será selecionado o modelo de detecção com o menor valor de AICc, com o melhor ajuste do modelo. (BURNHAM et al., 2002). Caso nenhum dos modelos com as covariáveis da detecção apresentar AICc menor que o AICc do modelo nulo em duas unidades, que têm suportes de evidência semelhantes e indicando baixo poder explicativo das covariáveis para a detecção, será selecionado o modelo nulo (BURNHAM et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006; WANG et al., 2019).

Seleção das variáveis de ocupação

Porque os organismos podem responder, a cada variável, em uma escala diferente (MAYOR et al., 2009), utilizaremos “multi-scale optimization” (MCGARIGAL et al., 2016) para selecionar o melhor tamanho de buffer para as variáveis de fisionomia vegetal, distâncias a corpos d’água e distâncias de comunidades ribeirinhas. Dessa forma, haverá uma seleção do melhor tamanho de buffer separadamente para cada covariável. O tamanho de buffer com o melhor desempenho nos modelos univariados será selecionado para ser testado em combinação com as demais covariáveis (em seus respectivos buffers) em modelos mais complexos (MACKENZIE et al., 2006). Para isso, os modelos univariados serão ranqueados utilizando o AICc. Se em nenhum dos tamanhos de buffer determinada covariável apresentar AICc menor que o AICc do modelo nulo em duas unidades ou mais, indicando baixo poder explicativo, tal covariável será descartada dos próximos passos da modelagem (BURNHAM et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006) (Tab. 1). No caso da ocupação, o modelo nulo representa probabilidade de ocupação constante, sem haver influência de qualquer covariável (BURNHAM et al., 2002; MACKENZIE et al., 2006).

Tabela 1. Modelos testados para avaliar a influência das três principais fisionomias vegetais da área de estudo (várzea alta (VA), várzea baixa (VB) e chavascal (CH)), da distância em relação a corpos d’água (AG) e da distância em relação a comunidades ribeirinhas (CO) sobre a probabilidade de ocupação do gato-maracajá, utilizando o modelo de probabilidade de detecção selecionado ($p(sel)$) e comparando-os com o modelo nulo ($\psi(.)$). Adicionalmente, o melhor tamanho de buffer para explicar a influência de cada covariável será testado separadamente, sendo de 100, 300, 500, 700 e 1000 m de raio.

Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 5	Modelo 6
$\psi(.)p(sel)$	$\psi(VA100)p(sel)$	$\psi(VA300)p(sel)$	$\psi(VA500)p(sel)$	$\psi(VA700)p(sel)$	$\psi(VA1000)p(sel)$
$\psi(.)p(sel)$	$\psi(VB100)p(sel)$	$\psi(VB300)p(sel)$	$\psi(VB500)p(sel)$	$\psi(VB700)p(sel)$	$\psi(VB1000)p(sel)$
$\psi(.)p(sel)$	$\psi(CH100)p(sel)$	$\psi(CH300)p(sel)$	$\psi(CH500)p(sel)$	$\psi(CH700)p(sel)$	$\psi(CH1000)p(sel)$
$\psi(.)p(sel)$	$\psi(AG100)p(sel)$	$\psi(AG300)p(sel)$	$\psi(AG500)p(sel)$	$\psi(AG700)p(sel)$	$\psi(AG1000)p(sel)$
$\psi(.)p(sel)$	$\psi(CO100)p(sel)$	$\psi(CO300)p(sel)$	$\psi(CO500)p(sel)$	$\psi(CO700)p(sel)$	$\psi(CO1000)p(sel)$

Seleção dos modelos – construção dos modelos global e final de ocupação

Será testada correlação entre todas as covariáveis individuais da ocupação selecionadas anteriormente e, quando houver correlação ($|r| > 0,60$), apenas a covariável com melhor performance na explicação da ocupação do gato-maracajá será utilizada na

construção do modelo global (WANG et al., 2019).

As covariáveis individuais do sítio capazes de explicar a ocupação do gato-maracajá e não correlacionadas irão compor o modelo global, e serão utilizadas conjuntamente para modelar a ocupação da espécie (MACKENZIE et al., 2006). Em seguida, gradualmente, uma a uma as covariáveis serão excluídas do modelo e as combinações de todas as demais serão testadas. Finalmente, a composição e a quantidade de covariáveis individuais que explicarem a ocupação do gato-maracajá com a maior parcimônia irão compor o modelo final da ocupação da espécie na área amostrada (MACKENZIE et al., 2006). Um exemplo do procedimento, no caso de cinco covariáveis individuais serem capazes de explicar a probabilidade de ocupação da espécie e não serem correlacionadas é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Exemplo do procedimento a ser adotado para buscar o modelo final de maior parcimônia, a partir das covariáveis individuais do sítio com capacidade de influenciar a probabilidade de ocupação do gato-maracajá na área de estudo, utilizando nesse caso hipotético o modelo de probabilidade de detecção selecionado ($p(\text{sel})$), a área da fisionomia vegetal chavascal no buffer selecionado (CHsel), a distância da comunidade ribeirinha mais próxima calculada no tamanho de buffer selecionado (COsel), a distância do corpo d'água mais próximo calculada no tamanho de buffer selecionado (AGsel), a área da fisionomia vegetal várzea alta no buffer selecionado (VAsel) e a área da fisionomia vegetal várzea baixa no tamanho de buffer selecionado (VBsel).

Número de covariáveis individuais	Modelos testados
5	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
4	$\psi(\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
4	$\psi(\text{CHsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
4	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
4	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
4	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{AGsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{COsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{COsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{CHsel}+\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{CHsel}+\text{AGsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{CHsel}+\text{AGsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
3	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$

3	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel}+\text{AGsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{VAsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{AGsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{AGsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{COsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{COsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{COsel}+\text{AGsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{CHsel}+\text{VBsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{CHsel}+\text{VAsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{CHsel}+\text{AGsel})p(\text{sel})$
2	$\psi(\text{CHsel}+\text{COsel})p(\text{sel})$
1	$\psi(\text{CHsel})p(\text{sel})$
1	$\psi(\text{COsel})p(\text{sel})$
1	$\psi(\text{AGsel})p(\text{sel})$
1	$\psi(\text{VAsel})p(\text{sel})$
1	$\psi(\text{VBsel})p(\text{sel})$

Para o modelo final, será selecionado o modelo com menor valor de AICc (BURNHAM et al., 2002, WANG et al., 2019). Caso os AICc's dos melhores modelos forem semelhantes (diferença menor que duas unidades), o modelo final será construído utilizando as covariáveis de maior peso a influenciar a ocupação do gato-maracajá na área de estudo, selecionadas através do método “model averaging” (KALIES et al., 2012, NICHOLS et al., 2007).

Todas as análises serão realizadas no programa “R Version 1.1.463” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), sendo que, para as modelagens de ocupação, será utilizado o pacote *unmarked* versão 0.10-6 (FISKE et al., 2011).

IMPACTOS DO ESTUDO PARA A CONSERVAÇÃO

O rápido avanço das áreas utilizadas pelos humanos e a remoção ou descaracterização dos habitats naturais é atualmente a principal ameaça para os gatos selvagens brasileiros (DE OLIVEIRA et al., 2015; MARINHO et al., 2018; VETTER et al., 2011; WANG et al., 2019). No interior da Amazônia central, além da expansão das áreas utilizadas para agricultura e pecuária tradicionais, do aumento em número e tamanho das ocupações humanas (GOULDING et al., 1996), também é crescente o número de represas para a geração de energia elétrica (FEARNSIDE, 2014; LATRUBESSE et al., 2017). Além disso, as mudanças climáticas e o aquecimento global tendem a, durante as próximas décadas, alterar aspectos da flora ao redor do planeta (FINLAYSON et al., 2019; HANSEN et al., 2013). Todos esses processos apresentam potencial de influenciar negativamente muitas espécies (DA SILVA et al., 2018; DE RESENDE et al., 2019; FINLAYSON et al., 2019; PAROLIN et al., 2013;

RIPPLE et al., 2017; SANTOS et al., 2018; SIVARAMAN, 2019). Assim, compreender de que forma fatores ambientais bióticos e abióticos, e antrópicos influenciam o uso do habitat do gato-maracajá permite termos uma melhor compreensão de como a espécie será afetada por alterações nesses fatores, fornecendo informações úteis para entender quais são as ameaças locais à espécie e estabelecer critérios para a seleção de áreas prioritárias para sua conservação (DE OLIVEIRA et al., 2015; GUIBAN et al., 2013). O entendimento desta aparente importância das áreas de várzea para o gato-maracajá pode ser fundamental para novas diretrizes de conservação da espécie, bem como para trazer luz à discussão sobre o papel de diferentes meso-predadores nos diferentes habitats amazônicos (NEWBOLD et al., 2004; RITCHIE et al., 2009; ROEMER et al., 2009). O presente estudo foca na ecologia de uma espécie vulnerável da fauna brasileira, com potencial de gerar informações capazes de subsidiar o estabelecimento de ações prioritárias para sua conservação (DE OLIVEIRA et al., 2015; MMA, 2003).

CRONOGRAMA DE ATIVIDADES

ATIVIDADES	Ano 1												Ano 2											
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F
Disciplinas	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x										
Estágio em docência																	x							
Levantamento bibliográfico	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Preparação dos dados	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x												
Análise de dados													x	x	x	x	x	x						
Redação da dissertação																		x	x	x	x	x	x	
Redação do artigo																		x	x	x	x	x	x	
Defesa da dissertação																								x

REFERÊNCIAS

AYRES, José Márcio. As matas de várzea do Mamirauá. **Estudos de Mamirauá**, v. 1, p. 1-123, 1993.

BURNHAM, Kenneth P.; ANDERSON, David R. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, p. 49-97, 2002.

CROOKS, Kevin R. et al. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2642-2651, 2011.

DA SILVA, Vera MF et al. Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. **PloS One**, v. 13, n. 5, p. e0191304, 2018.

DE OLIVEIRA, T. et al. *Leopardus wiedii*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**, 2015.

DE RESENDE, Angélica Faria et al. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 587-598, 2019.

DILLON, Adam; KELLY, Marcella J. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. **Oryx**, v. 41, n. 4, p. 469-477, 2007.

FEARNSIDE, Philip M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172, 2014.

FERREIRA-FERREIRA, Jefferson et al. Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, n. 1, p. 41-59, 2015.

FINLAYSON, C. M. et al. The second warning to humanity—providing a context for wetland management and policy. **Wetlands**, v. 39, n. 1, p. 1-5, 2019.

FISKE, I. J.; CHANDLER, R. Unmarked: an R package for the analysis of wildlife occurrence and abundance data. **Journal of Statistical Software**, v. 43, 2011.

GERBER, Brian D.; KARPANTY, Sarah M.; KELLY, Marcella J. Evaluating the potential biases in carnivore capture–recapture studies associated with the use of lure and varying density estimation techniques using photographic-sampling data of the Malagasy civet. **Population Ecology**, v. 54, n. 1, p. 43-54, 2012.

GOULDING, Michael; SMITH, Nigel JH; MAHAR, Dennis J. **Floods of fortune: ecology and economy along the Amazon**. Columbia University Press, 1996.

GUISAN, Antoine et al. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology letters**, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, 2013.

HANSEN, James et al. Assessing “dangerous climate change”: required reduction of carbon emissions to protect young people, future generations and nature. **PLoS one**, v. 8, n. 12, p. e81648, 2013.

HODGE, Anne-Marie C. Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foothills of Ecuador. **Mammalia**, v. 78, n. 3, p. 351-358, 2014.

KALIES, E. L. et al. Community occupancy responses of small mammals to restoration treatments in ponderosa pine forests, northern Arizona, USA. **Ecological Applications**, v. 22, n. 1, p. 204-217, 2012.

KARANTH, K. Ullas; CHELLAM, Ravi. Carnivore conservation at the crossroads. **Oryx**, v. 43, n. 1, p. 1-2, 2009.

LATRUBESSE, Edgardo M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, v. 546, n. 7658, p. 363, 2017.

MACKENZIE, Darryl I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, Darryl I. et al. **Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence**. Academic Press, 2006.

MARINHO, Paulo Henrique et al. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. **Mammal Research**, v. 63, n. 1, p. 33-42, 2018.

MAYOR, Stephen J. et al. Habitat selection at multiple scales. **Ecoscience**, v. 16, n. 2, p. 238-247, 2009.

MCGARIGAL, Kevin et al. Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. **Landscape ecology**, v. 31, n. 6, p. 1161-1175, 2016.

MMA. Instrução Normativa MMA no 03, de 27 de maio de 2003 - **Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção**, 2003.

NEWBOLD, Steve; EADIE, John M. Using species–habitat models to target conservation: A case study with breeding Mallards. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1384-1393, 2004.

NICHOLS, James D. et al. Occupancy estimation and modeling with multiple states and state uncertainty. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1395-1400, 2007.

PAROLIN, Pia et al. Fruit and seed dispersal in Amazonian floodplain trees—a review. **Ecotropica**, v. 19, n. 1/2, p. 15-32, 2013.

QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project**. <http://qgis.org>. 2017.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2014.

RABELO, Rafael M.; ARAGÓN, Susan; BICCA-MARQUES, Júlio César. Prey abundance drives habitat occupancy by jaguars in Amazonian floodplain river islands. **Acta Oecologica**, v. 97, p. 28-33, 2019.

RAMALHO, Emiliano E. et al. Ciclo hidrológico nos ambientes de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – médio rio Solimões, período de 1990 a 2008. **Scientific Magazine UAKARI**, v. 5, n. 1, p. 61-87, 2009.

RIPPLE, William J. et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 1241484, 2014.

RIPPLE, William J. et al. World scientists' warning to humanity: a second notice. **BioScience**, v. 67, n. 12, p. 1026-1028, 2017.

RITCHIE, Euan G.; JOHNSON, Christopher N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology letters**, v. 12, n. 9, p. 982-998, 2009.

ROCHA, D. G.; RAMALHO, E. E.; MAGNUSSON, W. E. Baiting for carnivores might negatively affect capture rates of prey species in camera-trap studies. **Journal of Zoology**, v. 300, n. 3, p. 205-212, 2016.

ROEMER, Gary W.; GOMPPER, Matthew E.; VAN VALKENBURGH, Blaire. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. **BioScience**, v. 59, n. 2, p. 165-173, 2009.

ROTA, Christopher T. et al. Occupancy estimation and the closure assumption. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1173-1181, 2009.

ROVERO, Francesco et al. Distribution, occupancy, and habitat associations of the gray-faced sengi (*Rhynchocyon udzungwensis*) as revealed by camera traps. **Journal of Mammalogy**, v. 94, n. 4, p. 792-800, 2013.

ROVERO, Francesco; SPITALE, Daniel. Species-level occupancy analysis. In: **Camera Trapping for Wildlife Research**. Pelagic Publishing Exeter, UK, 2016.

SANTOS, Rangel E. et al. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. **Fisheries management and ecology**, v. 25, n. 5, p. 380-391, 2018.

SIVARAMAN, M. R. State of the Apes: Infrastructure development and Ape conservation. 2019.

SOLLMANN, Rahel et al. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. **Mammalian Biology**, v. 77, n. 1, p. 41-46, 2012.

SUN, Catherine C.; FULLER, Angela K.; ROYLE, J. Andrew. Trap configuration and spacing influences parameter estimates in spatial capture-recapture models. **PloS one**, v. 9, n. 2, p. e88025, 2014.

SUNQUIST, Mel; SUNQUIST, Fiona. **Wild cats of the world**. University of Chicago Press, 2017.

TAN, Cedric Kai Wei et al. Habitat use and predicted range for the mainland clouded leopard *Neofelis nebulosa* in Peninsular Malaysia. **Biological Conservation**, v. 206, p. 65-74, 2017.

TORTATO, Marcos Adriano et al. Avaliação do risco de extinção do gato-maracajá *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 1, p. 76-83, 2013.

TYRE, Andrew J. et al. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1790-1801, 2003.

VETTER, Daniela et al. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 1-8, 2011.

WANG, Bingxin et al. Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. **Ecology and evolution**, v. 9, n. 9, p. 5049-5062, 2019.

WITTMANN, Florian; JUNK, Wolfgang. J. The Amazon River basin. In C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C. Prentice & N. C. Davidson (Eds.), **The Wetland book II: Distribution, description and conservation** (pp. 1–16). Dordecht, Netherlands: Springer, 2016.